Revista CIENCIA Vol. 20, 2, 161-176 (2018)

QUANTIFICATION OF THE BIOCONCENTRATION FACTORS IN SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS LOCATED IN LAKE SAN PABLO, IMBABURA-ECUADOR (YEAR, 2017)

Suly Rodríguez Ayala [1], Ronny Flores [2], Montserrat Rodríguez [3] y Darwin Roldan [4]

[1]Carrera de Ingeniería Ambiental. Universidad Central del Ecuador UCE. Av. América y Plaza Indoamérica. Ciudadela Universitaria, Ecuador. smrodriguez@uce.edu.ec
[2]Carrera de Química . Universidad Central del Ecuador UCE. Quito, Ecuador. raflores@uce.edu.ec
[3]Carrera de Medicina. Universidad de la Américas UDLA. Quito, Ecuador. mnrodriguez@udlanet.ec
[4]Laboratorio OSP. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Central del Ecuador UCE. Quito, Ecuador. dcroldan@uce.edu.ec

Received:December 2017. Accepted: June 2018

ABSTRACT

The objective of this research is to evaluate the phytoremediation characteristics that certain plants have for the decontamination of soils through the bioconcentration factors. The aquatic plant known as *Schoenoplectus californicus* or totora that is located in the benthic zones of the Lake San Pablo de Imbabura-Ecuador has been analyzed. The outlets of the tributaries such as the Itambi river, the Apangora spring and the Desaguadero effluent were considered as sampling sites. Instrumental analysis was carried out using the atomic absorption technique with hydride generation and by direct flame the soil, roots and stems of the totora and the concentrations of heavy metals such as mercury, arsenic, cobalt, chromium, nickel, lead and cadmium. As a result of the analysis of the bioaccumulation factor in the aerial part of the plant, significant concentrations of mercury, arsenic and cobalt were obtained. It has also been characterized in the Apangora slope as a plant excluding mercury in its stems, in the Itambi River as a hyperaccumulating plant of mercury in its stems and in the Desaguadero as a cobalt accumulator plant in its stems. On the other hand, in the analysis of the bioaccumulation factor in the roots of the plant has been found the presence of chromium, mercury and arsenic. Characteristics have been obtained in the Apangora slope as an accumulator plant of mercury and arsenic in its roots. In the Itambi and Desaguadero rivers as a mercury accumulator and accumulator of arsenic in its roots. It has been proven that the cattails have specific bioaccumulation characteristics of heavy metals in their roots and stems and therefore, it is considered as a plant that could be used for the bioremediation of contaminated soils.

Keywords: main stems, rhizomes, phytodepuration and farming

CUANTIFICACIÓN DE LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN EN SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS UBICADA EN EL LAGO SAN PABLO, IMBABURA-ECUADOR (AÑO, 2017).

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue evaluar las características de fitorremediación que poseen ciertas plantas para la descontaminación de suelos a través de los factores de bioconcentración .Se ha analizado la planta acuática conocida como *Schoenoplectus californicus* o totora que se encuentran localizadas en las zonas bentónicas del Lago San Pablo de Imbabura-Ecuador. Se consideraron como lugares de muestreo las desembocaduras de los afluentes como el río Itambi, la vertiente Apangora y el efluente el Desaguadero. Se ha realizado el análisis instrumental mediante la técnica de absorción atómica con generación de hidruros y por llama directa el suelo, raíces y tallos de la totora y se han cuantificado las concentraciones de los metales pesados como mercurio, arsénico, cobalto, cromo, níquel, plomo y cadmio. Como resultado del análisis del factor de bioacumulación en la parte aérea de la planta, se obtuvieron concentraciones significativas de mercurio, arsénico y cobalto. Además se ha caracterizado en la vertiente Apangora como una planta excluyente de mercurio en sus tallos, en el río Itambi como una planta hiperacumuladora de mercurio en sus tallos y en el Desaguadero como una planta acumuladora de cobalto en sus tallos. Por otra parte, en el análisis del factor de bioacumulación en las raíces de la planta se ha encontrado presencia de cromo, mercurio y arsénico. Se han obtenido características en la vertiente Apangora como una planta acumuladora de mercurio y arsénico en sus raíces. En el río Itambi y Desaguadero como hiperacumuladora de mercurio y acumuladora de arsénico en sus raíces. Se ha comprobado que las totoras presentan características específicas de bioacumulación de metales pesados en sus raíces y tallos y por tanto, se considera como una planta que podría ser empleada para la biorremediación de suelos contaminados.

,

Palabras claves: tallos principales, rizomas, fitodepuración y agricultura.

1. INTRODUCCIÓN

Existen investigaciones en las que se han comprobado que diversas especies de plantas tienen la capacidad de absorber de los suelos contaminantes inorgánicos como los metales pesados y que actualmente se emplean para mitigar la contaminación ambiental. Estas plantas presentan características que favorecen la movilización de metales pesados hacia determinadas partes de su estructura como las raíces o los tallos provenientes del suelo (Shtangeeva, Kahelin, & Laiho, 2004). Cuando estas plantas presentan captaciones elevadas de metales pesados

tóxicos como mercurio, arsénico, cobalto, cadmio, níquel, plomo y cromo se clasifican con el nombre de plantas hiperacumuladoras (Cho-Ruk, Kurukote, Supprung, & Vetayasuporn, 2006). Brooks y Reeeves fueron los primeros investigadores en emplear el concepto de "plantas hiperacumuladoras" y establecieron que las concentraciones de níquel deben ser superiores a 1.000 mg/Kg en las partes aéreas de estas plantas para ser consideradas así (Brooks, Lee, Reeves, & Jaffre, 1977). Por otra parte, otras investigaciones establecen que este tipo de plantas han desarrollado mecanismos de defensa ante patologías vegetales existentes que podrían provocar su desaparición como especie (Boyd & Martens, 1994; Pollard & Baker, 1997).

La descontaminación de suelos mediante la utilización de las plantas fue descubierto hace más de trescientos años y, por lo tanto, no es un tratamiento instaurado recientemente. Desde 1991, la fitorremediación se utilizó por primera vez de forma conceptual (Barceló & Poschenrieder, 2003). Además, las primeras plantas que fueron estudiadas a finales del siglo XIX y en las que se encontraron altas concentraciones de metales pesados en sus hojas fueron *Thlaspi caerulescens* y *Viola calaminaria* (Lasat, 2002).

Las fitotecnologías se enfocan en el estudio de características específicas como las captaciones selectivas que se encuentran en las raíces de las plantas y los fenómenos de translocación, degradación y bioacumulación (Hinchman, Negri, & Gatliff, 1998). De esta forma, el aprovechamiento de estas alternativas de descontaminación mediante la utilización de plantas se conoce como fitorremediación. Esta tecnología permite transportar o aislar contaminantes orgánicos e inorgánicos utilizando procesos de translocación que se desarrollan en las raíces de las plantas y con los microorganismos que se encuentran en el suelo. En consecuencia, estarán condicionadas al comportamiento de las interacciones con las raíces de la planta y el suelo. Asimismo, proporcionan otros beneficios como controlar el transporte de los contaminantes que se producen por la volatilización, lixiviación y escorrentía (Jiménez & Acosta, 2017).La fitorremediación está siendo considerada como una técnica de bajo costo (Salt et al., 1995) para la eliminación o de contención de metales pesados y de ella derivan dos técnicas que se conocen como fitoextracción y fitoestabilización (Thangavel & Subbhuraam, 2004). Se utiliza el concepto de fitoextracción, rizoextracción o fitofiltración para las plantas acumuladoras o hipercumuladoras que eliminan totalmente los contaminantes orgánicos e inorgánicos que se encuentran en los suelos contaminados y que, además, son transportados hasta las partes áreas de las plantas donde se almacenan como sustancias inofensivas. De estos sistemas aéreos se obtienen residuos peligrosos mediante procesos de recolección y calcinación (Flora, Gupta, & Tiwari, 2012). Esta técnica ha generado ventajas como la regeneración del suelo y que sean dispensables los controles o monitoreos posteriores al mismo. No obstante, existen desventajas relacionadas con el nivel de contaminación, puesto que influirá en el tiempo de remediación del suelo que está establecido entre 5 a 100 años (Koopmans, 2007; Lasat, 2002; Van Nevel, Mertens, Oorts, & Verheyen, 2007).

Las características que favorecen el proceso de fitoextracción son trabajar con especies nativas que se encuentran en el suelo contaminado. Además considerar las condiciones de adaptación edafo-climáticas y elevadas cantidades de materia orgánica vegetal o biomasa que son empleadas para extraer los contaminantes que se transportan del suelo hacia la planta (Lasat, 2002; Usman

et al., 2012). Se han desarrollado estudios internacionales sobre la fitoextracción que establecen nuevas estrategias para mejorar su rendimiento como utilizar agentes quelantes que se combinen los metales pesados, el fitomejoramiento o mejoramiento genético de las plantas y que los manejos agronómicos que sean sustentables (Bhargava, Carmona, Bhargava, & Srivastava, 2012; Cunningham & Ow, 1996; Wu, Lin, & Chen, 2004).

Por otro lado, la fitoestabilización se encarga de impedir el transporte de los metales pesados absorbidos y los inmoviliza en las raíces de las plantas o en la interfase suelo-raíz como especies no tóxicas. Se utiliza para favorecer procesos de degradación de hidrocarburos y plaguicidas en sustancias no tóxicas a través de microorganismos que se encuentran dentro de las raíces de la planta (Hakeem & Muhammad, 2015). Una ventaja de esta técnica es evitar fenómenos de lixiviación que se producen por arrastres de los contaminantes orgánicos e inorgánicos mediante procesos de filtración del agua junto con la prevención de la erosión superficial a través de la cobertura vegetal (Radziemska, Vaverková, & Baryła, 2017).

La inmovilización de los contaminantes producidos por la fitoestabilización no requiere la aplicación de un tratamiento posterior para los residuos secundarios. Sin embargo, por la permanencia de estos contaminantes es importante realizar monitoreos constantes en estas zonas para garantizar las condiciones óptimas de la estabilización de los contaminantes orgánicos e inorgánicos (Bolan, Adriano, Mani, & Duraisamy, 2003; Keller, 2005). Los compuestos orgánicos con altas concentraciones presentes en las plantas se eliminan mediante volatilización favoreciendo el proceso de fitoestabilización de los suelos contaminados (Ouyang, Shinde, & Ma, 2005; Schnoor, 2008). Estudios recientes están desarrollando nuevos compuestos transgénicos que tienen un alto potencial para evaporar y eliminar el mercurio contenido en las plantas (Bolan et al., 2003). Una desventaja de la técnica de volatilización es que no existe un monitoreo final del destino de los contaminantes volatilizados (Gottschild, Siebers, & Notling, 1995).

Uno de los principales beneficios de la fitoestabilización es el tiempo requerido para este procedimiento (pocos meses) y no es necesaria una remoción definitiva de los contaminantes y tampoco considerar la reutilización de la biomasa contaminada. Como desventaja se encuentra la imposibilidad de utilizar estos suelos remediados por plantas nativas en otras actividades agrícolas (González Miranda, 2017).Para medir la capacidad que poseen las plantas para asimilar y transportar los metales desde el suelo hasta sus partes aéreas se utilizan los factores de bioconcentración (BCF por sus siglas en inglés) (Lokeshwari & Chandrappa, 2006). Este factor se establece como la relación entre la concentración del producto en el organismo o un tejido específico por una exposición permanente y la concentración del producto en un medio como agua, suelo y etc. (González Miranda, 2017). A continuación, se detalla la fórmula para determinar el factor de bioacumulación (BCF):

$$BCF = \frac{concentración\ en\ el\ órgano(ppm)}{concentración\ en\ el\ medio(ppm)} \quad (1)$$

Para realizar la interpretación de este factor se establece que **(Geyer et al., 1986)**:

Si BCF<1, no presenta bioacumulación
Si 1>BCF>10, presenta acumulación intermedia
Si BCF>10, alto potencial de bioacumulación

Este factor de bioconcentración se clasifica en dos tipos:

a) Factor de bioconcentración en la raíz de la planta (BCF) o Root acumulation factor (RAF): se define como la relación entre la concentración de los metales presentes en las raíces y la concentración de los metales que se encuentran en el suelo (Yoon, Cao, Zhou, & Ma, 2006).

b) Factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta (BAF) o Shoot acumulation factor (SAF): es la relación entre la concentración de los metales presentes en la parte aérea y la concentración de los metales que se encuentran en el suelo (Vysloužilová, Puschenreiter, Wieshammer, & Wenzel, 2006).

Importancia del problema

Actualmente, en las proximidades del lago San Pablo se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas. Dentro de las actividades agrícolas se encuentran la producción de los cultivos de fresa, maíz, habas y papas. Además existen otras industrias como las florícolas que específicamente se encargan de la producción de rosas. El incremento de estas actividades antropogénicas han generado la presencia de contaminantes como los metales pesados y por esta razón es necesario mediante los factores de bioconcentración evaluar la afectación de estas concentraciones de metales en las especies autóctonas como las plantas acuáticas que se encuentran en el lago San Pablo.

2. METODOLOGÍA

Esta investigación se ha desarrollado en el lago San Pablo, en la provincia de Imbabura (Ecuador). Además, se encuentra ubicado al pie del volcán Imbabura con una altitud aproximada de 2667,80 metros sobre el nivel de mar como se detalla en la figura 1, a continuación:

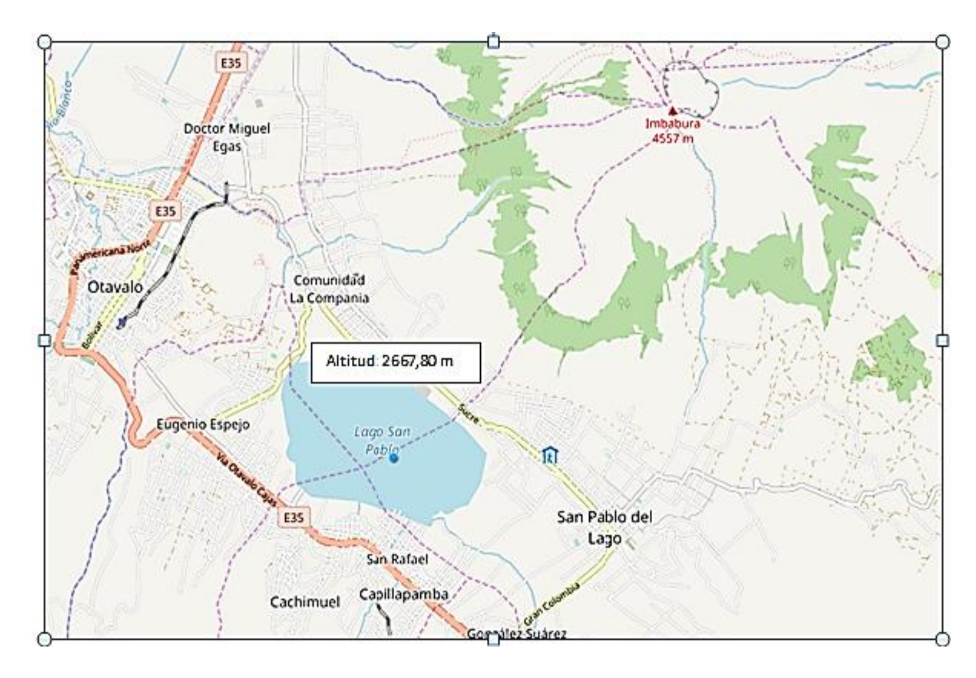


Figura 1. *Ubicación del Lago San Pablo (ArcGIS, consultado 8 de febrero de 2018)*

Se ha considerado como los puntos de muestreo las desembocaduras de dos afluentes conocidos como la *Vertiente Apangora* (UTM 810953,2E 22849,6N 17 N) y el Río Itambi (UTM 810181,2E 21644,2N 17N) y como efluente el Desaguadero (UTM 807698,4E 2432,8N 17N) que forman parte del Lago San Pablo-Imbabura como se observa en la Figura 2:



Figura 2. *Puntos de muestreo considerados en el Lago San Pablo (Google earth, consultado 8 de febrero de 2018).*

Se ha analizado el sistema suelo-planta para cada punto de muestreo. La planta que se ha considerado para este estudio es *Schoenoplectus californicus (Ver figura 3)* o también conocida como totora y que fue seleccionada porque es una planta nativa que presenta características de absorción o asimilación de metales pesados en sus raíces y tallo (Rodríguez, S et al, 2017).

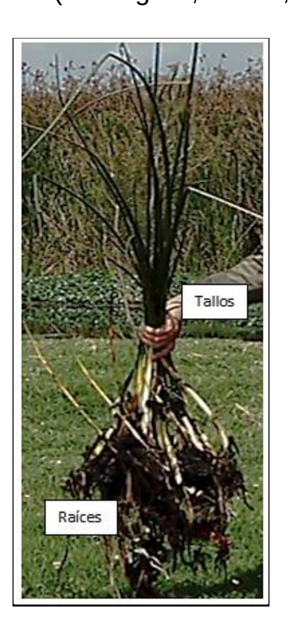


Figura 3. *Partes de la planta Schoenoplectus Californicus*

Se han tomado 12 muestras de suelo, raíz y tallo en cada punto de muestreo con tres repeticiones respectivamente durante los meses de julio, septiembre y noviembre del año 2017 .Obteniéndose un total de 81 muestras analizadas durante la época de verano. Los puntos de muestreo fueron las zonas bentónicas como se describe en la Figura 4 ubicadas en las desembocaduras de la *Vertiente Apangora, Río Itambi y Desaguadero del* Lago San Pablo.



Figura 4 *.Totoras ubicadas en las zonas bentónicas del Lago San Pablo*

Para la cuantificación de los metales pesados como níquel, cadmio, plomo, cromo, mercurio, cobalto, arsénico y cobalto presentes en el sistema agua-suelo-planta se ha empleado equipo de absorción atómica modelo AANALYST 100 con generador de hidruros MHS 15 y con llama directa ambos de la marca PERKIN ELMER .

3. RESULTADOS

Mediante la técnica analítica de absorción atómica se han cuantificado las concentraciones de los metales pesados como el mercurio, arsénico, cobalto y cromo presentes en *Schoenoplectus californicus* .Se ha analizado la presencia de estos metales en las raíces y los tallos de esta planta acuática en tres lugares de muestreo localizados con tres repeticiones en Apangora, Itambi y Desaguadero, durante la estación de verano. **En la Figura 5**, se observan las concentraciones de los metales pesados obtenidos en las raíces de *Schoenoplectus californicus* con respecto a la localización del muestreo. En la vertiente Apangora, Río Itambi y el Desaguadero se encontraron concentraciones significativas de cromo, mercurio y arsénico en comparación a los otros cuatro metales analizados cuyos valores obtenidos fueron menores al límite de cuantificación.

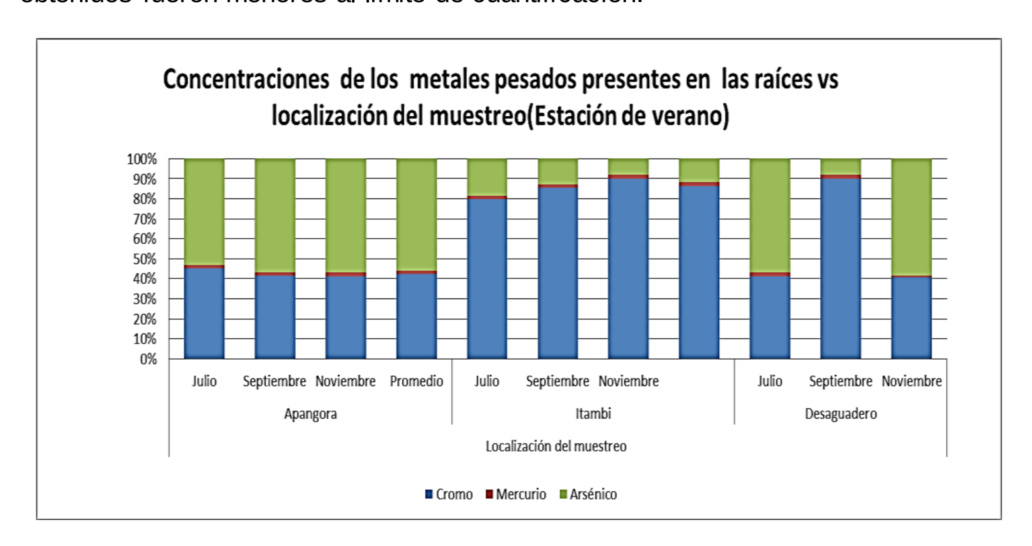


Figura 5.*Concentraciones de metales presentes en las raíces de Schoenoplectus californicus vs localización de muestreo*

También con respecto a la **Figura 6**, se aprecian las concentraciones de los metales pesados obtenidos en la parte aérea de *Schoenoplectus californicus* con respecto a la localización del muestreo. En la vertiente Apangora se encontraron concentraciones de mercurio. Mientras que en el río Itambi se encontraron concentraciones de mercurio y arsénico. En el efluente Desaguadero se encontraron concentraciones promedio de mercurio, arsénico y cobalto.

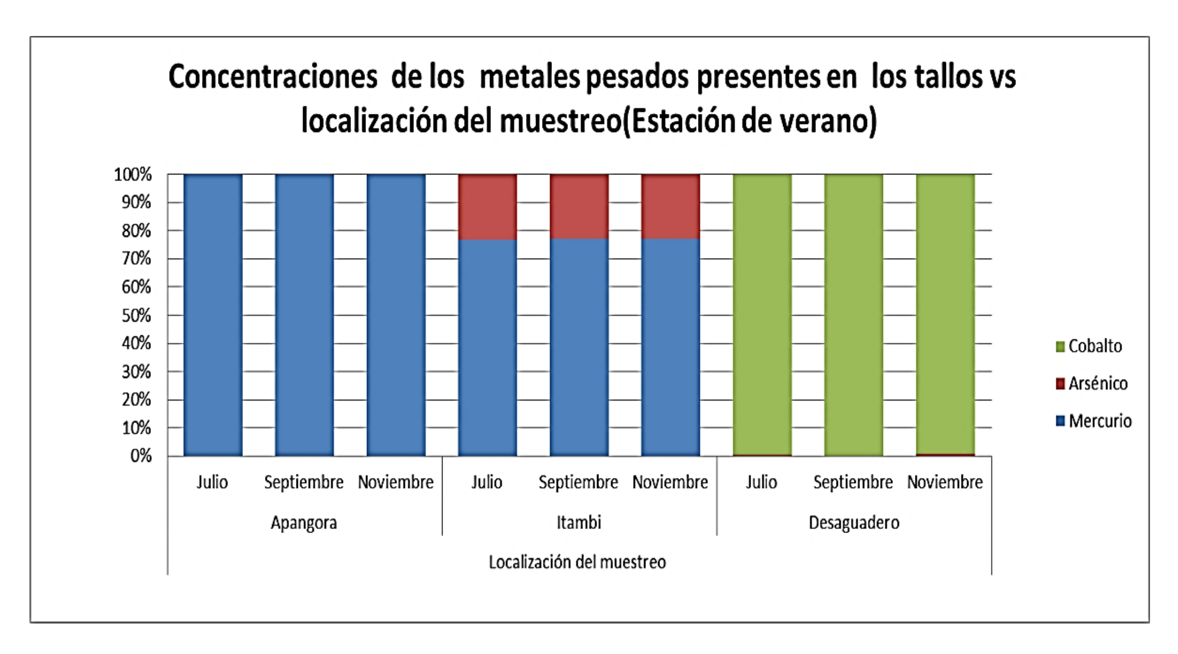


Figura 6.*Concentraciones de metales presentes en los tallos de Schoenoplectus californicus vs localización de muestreo*

Al realizar en el análisis del factor de bioconcentración obtenido en las raíces de la planta con respecto a la localización del muestreo. En la vertiente Apangora, Río Itambi y Desaguadero se obtuvo un factor de bioconcentración en la raíces de cromo, mercurio y arsénico. Estos resultados se observan en la **Figura 7**, a continuación:

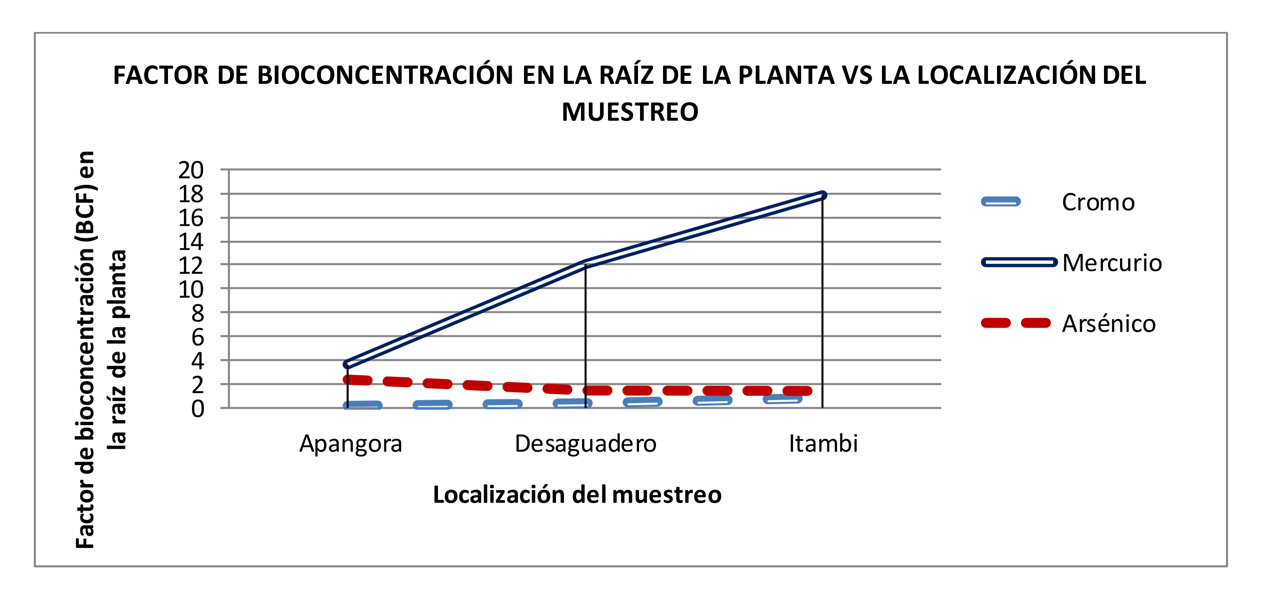


Figura 7 *.Factores de bioconcentración obtenidos en las raíces de la planta con respecto a la localización realizada del muestreo*

Además, en el cálculo del factor de bioconcentración obtenido en la parte aérea de la planta con respecto a la localización del muestreo (**Ver Figura 8)**. En la vertiente Apangora el factor de bioconcentración obtenido en la parte aérea es para el mercurio. Mientras que para el río Itambi se obtuvieron los factores de bioconcentración en la parte aérea para el mercurio y arsénico En el efluente Desaguadero se obtuvieron los factores de bioconcentración en la parte aérea para el mercurio, arsénico y cobalto.

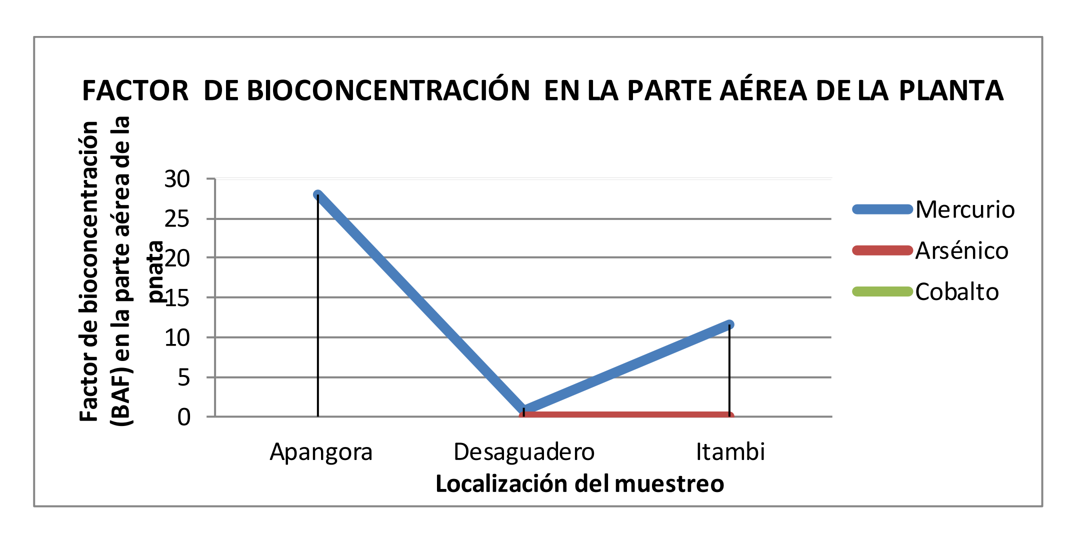


Figura 8 *.Factores de bioconcentración obtenidos en la parte aérea de la planta con respecto a la localización realizada del muestreo*

4. DISCUSIÓN

En la estación de verano se analizaron las concentraciones de los metales pesados como mercurio, arsénico, cobalto, cromo, níquel, plomo y cadmio presentes en el suelo, raíces y tallos de la totora. Se obtuvieron valores representativos para las concentraciones de mercurio, arsénico, cobalto y cromo. En comparación al resto de los metales como níquel, cadmio y plomo que se encuentran bajo el límite de cuantificación (BLD).

Con el estudio del factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta se ha obtenido que el cobalto únicamente se encuentra en el Desaguadero ya que no hay registros de bioconcentracion en la parte aérea en el Río Itambi como en la vertiente Apangora. El arsénico se encuentra presente en el río Itambi y Desaguadero porque en Apangora no hay registro de bioconcentración en la parte aérea. Mientras que, el mercurio está presente en todas las localizaciones, es decir en Itambi, Apangora y Desaguadero. Por consiguiente el mercurio tiene comportamiento normal porque todos los valores obtenidos de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilks con una significación igual o superior a 0,05.

Se ha encontrado un valor único de bioconcentración en la parte aérea de la planta de cobalto, específicamente en la zona del Desaguadero y por consiguiente no se podría hacer comparaciones. En cambio el arsénico se ha encontrado en Itambi y Desaguadero y por tanto se ha hecho una comparación de dos medias de las localizaciones mencionadas mediante una prueba de paramétrica t-student debido a que las dos variables tienen comportamiento técnicamente normal. Se ha asumido igualdad de varianzas porque la significación es de 0,23 y se obtuvo un valor de la prueba t-student de comparación de medias de 1,049 con una significación de 0,31 y consiguiente no hay diferencias significativas en la bioconcentracion de arsénico en la parte aérea de la planta entre Itambi y Desaguadero cuyos valores son 0,031 y 0,021, ya que se consideran estadísticamente iguales.

Se ha estudiado también las diferencias de la bioconcentración en la parte aérea de la planta del mercurio en las localizaciones de Itambi, Desaguadero y Apangora .Considerando estos tres puntos de muestreo se ha comprobado que son variables normales y se ha realizado la prueba de análisis de varianza (ANOVA). Dentro de este análisis se ha hecho la prueba de homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene (F) cuyo valor es 13,87 y su significación es de 0,000, es decir, se ha encontrado que hay diferencias de varianzas esto indica que es una de situación de no homogeneidad de varianzas conocido también como heterocedasticidad, además esto indica que se debe buscar una aproximación alternativa al estadístico F de ANOVA como las pruebas robustas. En este caso se ha aplicado el estadístico de Welch porque coinciden las medias y desviaciones extremas. Se ha obtenido un estadístico de Welch es 55,98 con una significación de 0,000, es decir con una significación inferior a 0,001, de modo que indica que las medias de las tres mediciones en Itambi, Desaguadero y Apangora no son iguales .Para saber si hay diferencias se ha hecho contrastes comparando las localizaciones dos a dos utilizando la prueba estadística de Tamane. Se ha comparado Apangora con Itambi, se ha comprobado que hay diferencias significativas que indican que existen mayores concentraciones en Apangora. Mientras que al comparar Apangora con el Desaguadero hay diferencias significativas con mayores concentraciones en el Desaguadero, y al comparar Itambi y Desaguadero hay diferencias significativas para la localización de Itambi.

Por otro lado, se ha estudiado las diferencias de las bioconcentraciones en las raíces de mercurio, arsénico y cromo por localizaciones. Se ha realizado el estudio normalidad de la bioconcentración en las raíces de cromo, arsénico y mercurio en Apangora, Itambi y Desaguadero presentan una prueba de significación superior a 0,05 por tanto existe normalidad en las tres variables para las tres localizaciones. Por consiguiente se ha obtenido un comportamiento normal y por esta razón se ha utilizado la vía paramétrica. Se ha comparado las tres medias mediante el análisis de varianza (ANOVA) de las diferencias que hay entre la bioconcentración en la raíces en función de la localización como Apangora, Itambi y Desaguadero. Se ha realizado la prueba homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene cuyo valor es de 10,19 y con una significación 0,001, esto indica que hay diferencias entre las varianzas de las localizaciones de Itambi, Desaguadero y Apangora. Por esta razón se recurre a las pruebas robustas empleándose la prueba de Welch porque los valores de medias extremas corresponden a valores de varianzas más extremas. La prueba comparativa

robusta (ANOVA) de Welch cuyo valor es de 19,501 con una significación de 0,000; indica que hay diferencias entre las medias de las bioconcentraciones no son iguales en Itambi, Desaguadero y Apangora.

Se ha realizado comparaciones dos a dos para determinar las localizaciones donde existen estas desigualdades. Se ha empleado una tabla de contrastes o de comparaciones múltiples donde se ha comprobado que existen diferencias significativas del factor de bioconcenracion para el cromo obtenido en la raíces en Itambi con respecto a las localizaciones de Apangora y el Desaguadero. En cambio el factor de bioconcentración obtenido para el arsénico se ha utilizado la prueba robusta de Brown-Forsythe donde se obtuvo que hay diferencias significativas en las tres localizaciones y al realizar las comparaciones múltiples se ha obtenido que existe diferencias significativas del factor de bioconcentración para el arsénico en Itambi con respecto al Desaguadero y Apangora. Con respecto al factor de bioconcentración obtenido para el mercurio se ha empleado el estadístico de Welch donde se obtuvo diferencias significativas en las tres localizaciones. Al realizar las comparaciones múltiples se ha encontrado que existen diferencias significativas del factor de bioconcentración para el mercurio en Itambi con respecto al Desaguadero y Apangora.

5. CONCLUSIONES

Se realizó el análisis de los metales pesados presentes en las raíces de la totora y se han obtenido las siguientes conclusiones:

En la vertiente Apangora los valores promedio obtenidos del factor de bioconcentración para cromo, mercurio y arsénico en las raíces de la planta acuática son de 0,1737; 3,6511 y 2,3426. Obteniéndose un valor menor a uno para el cromo y al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000) se concluye que no existe hiperacumulación de cromo en las raíces de la planta por tanto tiene un comportamiento como excluyente de cromo. Mientras que para los valores del factor de bioconcentración para mercurio y arsénico en las raíces son mayores a uno y al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000), se concluye que existe acumulación de mercurio y arsénico en las raíces de la planta por tanto tiene un comportamiento como acumuladora en las de mercurio y arsénico.

Por otra parte, en el río Itambi los valores promedio obtenidos del factor de bioconcentración para cromo, mercurio y arsénico en las raíces de la planta acuática son de 0,8713; 15,466 y 1,074. Obteniéndose un valor menor a uno para el cromo y al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000)), se concluye que no existe hiperacumulación de cromo en las raíces de la planta por tanto tiene un comportamiento como excluyente de cromo. Mientras que para el valor del factor de bioconcentración para el mercurio en las raíces es mayor a diez y al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000) , se concluye que existe hiperacumulación de mercurio en las raíces de la planta. El valor obtenido del factor de bioconcentración para el arsénico es mayor que uno, al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000), se concluye que existe acumulación de arsénico en las raíces de la planta por tanto tiene un comportamiento como acumuladora en las raíces de arsénico.

En el efluente Desaguadero los valores promedio obtenidos del factor de bioconcentración para cromo, mercurio y arsénico en las raíces de la planta acuática son de 0,5405; 4,2327 y 0,8515. Obteniéndose un valor menor a uno para el cromo y al compararlo con el criterio de (Baker, 1981; Ma, 2000), se concluye que no existe hiperacumulación de cromo en las raíces de la planta por tanto tiene un comportamiento como excluyente de cromo. Mientras que para el valor del factor de bioconcentración para el mercurio en las raíces es mayor a uno y al compararlo con el criterio de (Baker, 1981; Ma, 2000), se concluye que existe acumulación de mercurio en las raíces de la planta. El valor obtenido del factor de bioconcentración para el arsénico es menor que uno, al compararlo con el criterio de(Baker,1981 ; Ma,2000) , se concluye que no existe acumulación de arsénico en las raíces de la planta por tanto tiene un comportamiento como excluyente en las raíces de arsénico,

Se ha realizado el análisis de los metales pesados en la parte aérea o los tallos de la totora en la época de verano (2017) y se han obtenido las siguientes conclusiones:

En la vertiente Apangora el valor promedio obtenido del factor de bioconcentración del mercurio en la parte aérea de la planta es de 27,9919. Obteniéndose un valor mayor a diez, que al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000) , se concluye que existe hiperacumulación de mercurio en la parte aérea de la planta por tanto tiene un comportamiento como hiperacumuladora de mercurio en su parte aérea. En el río Itambi, los valores promedio de factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta para el mercurio y arsénico respectivamente son 11,6 y 0,0225. Al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000), para el mercurio se ha obtenido un factor de bioconcentración mayor a 10, se concluye que existe hiperacumulación de mercurio en la parte aérea de la planta. Mientras que para el arsénico el factor de bioconcentración es menor a uno, se concluye que no existe hiperacumulación de arsénico en la parte aérea de la planta por tanto tiene comportamiento como excluyente de arsénico.

En el efluente Desaguadero, los valores promedio del factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta para el mercurio, arsénico y cobalto respectivamente son 0,7416; 0,0238 y 1,0839. Al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000), el factor de bioconcentración para el mercurio y arsénico son menores a 1,se concluye que no existe hiperacumulación para el mercurio y arsénico en la parte aérea de la planta por tanto tiene un comportamiento como excluyente de mercurio y arsénico . Mientras que para el cobalto el factor de bioconcentración es mayor a uno, al compararlo con el criterio de (Baker,1981 ; Ma,2000) el valor obtenido es mayor a uno , se concluye que tiene un comportamiento como acumuladora de cobalto.

En los próximos estudios se cuantificará el factor de bioconcentración en la época de invierno y contrastarlo con la época de verano obtenidos en esta investigación para determinar su variabilidad.

6. REFERENCIA

1. Anjum, N. A. (2012). *The plant family Brassicaceae : contribution towards phytoremediation*. Springer.
2. Arreghini, S., De Cano, L., De Lorio, A., Rendina, A., & Bonetto, C. (2001). Effects of zinc on the growth of bulrush (Schoenoplectus californicus) and its distribution between different sediment fractions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *67*(2), 264–270. http://doi.org/10.1007/s001280119
3. Barceló, J., & Poschenrieder, C. (2003). Phytoremediation : principles and perspectives. *CONTRIBUTIONS to SCIENCE*, *2*(3), 333–344.
4. Bhargava, A., Carmona, F. F., Bhargava, M., & Srivastava, S. (2012). Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Journal of Environmental Management*, *105*, 103–120. http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.002
5. Bolan, N. S., Adriano, D. C., Mani, P. A., & Duraisamy, A. (2003). Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime addition. *Plant and Soil*, *251*(2), 187–198. http://doi.org/10.1023/A:1023037706905
6. Boyd, R. S. (2004). Ecology of metal hyperaccumulation. *New Phytologist*, *162*(3), 563–567. http://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01079.x
7. Boyd, R. S., & Martens, S. N. (1994). Nickel Hyperaccumulated by Thlaspi montanum Var. montanum Is Acutely Toxic to an Insect Herbivore. *Oikos*, *70*(1), 21. http://doi.org/10.2307/3545694
8. Brooks, R. ., Lee, J., Reeves, R. ., & Jaffre, T. (1977). Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, *7*, 49–57. http://doi.org/10.1016/0375-6742(77)90074-7
9. Cho-Ruk, K., Kurukote, J., Supprung, P., & Vetayasuporn, S. (2006). Perennial Plants in the Phytoremediation of Lead-contaminated Soils. *Biotechnology(Faisalabad)*, *5*(1), 1–4. http://doi.org/10.3923/biotech.2006.1.4
10. Cunningham, S. D., & Ow, D. W. (1996). Promises and Prospects of Phytoremediation. *Plant Physiology*, *110*(3), 715–719. Retrieved from http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12226213
11. Flora, G., Gupta, D., & Tiwari, A. (2012). Toxicity of lead: A review with recent updates. *Interdisciplinary Toxicology*, *5*(2), 47–58. http://doi.org/10.2478/v10102-012-0009-2
12. González Miranda, M. I. (2017). Mejoramiento de la fitoextracción en plantas nativas en suelos contaminados por actividades mineras en Puchuncaví y Quintero. *TDX (Tesis Doctorals En Xarxa)*. Retrieved from http://www.tdx.cat/handle/10803/404215
13. Gottschild, D., Siebers, J., & Notling, H.-G. (1995). *The Volatilization and deposition of plant protection products*. Council of Europe Press.
14. Hakeem, K. R., & Muhammad, M. (2015). *Soil remediation and plants : prospects and challenges*.
15. Hinchman, R. R., Negri, M. C., & Gatliff, E. G. (1998). PHYTOREMEDIATION: USING GREEN PLANTS TO CLEAN UP CONTAMINATED SOIL, GROUNDWATER, AND WASTEWATER. *Argonne National Laboratory*, 10. Retrieved from http://www.treemediation.com/technical/phytoremediation_1998.pdf

16. Jiménez, R., & Acosta, J. A. (2017). *Introducción a la contaminación de suelos*. Madrid: Mundi-Prensa.
17. Keller, C. (2005). Efficiency and Limitations of Phytoextraction by High Biomass Plants. In *Trace Elements in the Environment* (pp. 611–630). CRC Press. http://doi.org/10.1201/9781420032048.ch30
18. Koopmans, R. (2007). Who inhabits the European public sphere? Winners and losers, supporters and opponents in Europeanised political debates. *European Journal of Political Research*, *46*(2), 183–210. http://doi.org/10.1111/j.1475-6765.2006.00691.x
19. Lasat, M. M. (2002). Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms Soil Microorganisms and Metal Phytoextraction. *J. Environ. Qual.*, *31*, 109–120. Retrieved from http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.457.7922&rep=rep1&type=pdf
20. Lokeshwari, H., & Chandrappa, G. T. (2006). Heavy metals content in water, water hyacinth and sediments of Lalbagh tank, Bangalore (India). *Journal of Environmental Science & Engineering*, *48*(3), 183–8. Retrieved from http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17915781
21. Ouyang, Y., Shinde, D., & Ma, L. Q. (2005). Simulation of Phytoremediation of a TNT-Contaminated Soil Using the CTSPAC Model. *J. Environ. Qual.* http://doi.org/10.2134/jeq2004.0471
22. Pollard, A. J., & Baker, A. J. M. (1997). Deterrence of herbivory by zinc hyperaccumulation in Thlaspi caerulescens (Brassicaceae). *New Phytologist*, *135*(4), 655–658. http://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1997.00689.x
23. Radziemska, M., Vaverková, M. D., & Baryła, A. (2017). Phytostabilization-management strategy for stabilizing trace elements in contaminated soils. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *14*(9). http://doi.org/10.3390/ijerph14090958
24. Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, *180*(2), 169–181. http://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016
25. Repetto, M., Sanz, P., Jurado, : C, López-Artíguez, M., Menéndez, M., & De La Peña, E. (1995). ASOCIACION ESPAÑOLA DE TOXICOLOGÍA GLOSARIO DE TERMINOS TOXICOLOGICOS IUPAC (Duffus y cols. 1993) VERSION ESPAÑOLA AMPLIADA. Retrieved from http://bscw.rediris.es/pub/bscw.cgi/d3654121/Glosario Toxicológico de la Asociación Española de Toxicología.pdf
26. Rodríguez at al (2017).Determinación cuantitativa de la hiperacumulaciòn de metales presentes en una muestra de macrófitos de *Schoenoplectus californicus* del lago san pablo, Imbabura-Ecuador.
Retrieved from:
https://ia800101.us.archive.org/23/items/Artculo24/Art%C3%ADculo%2024.pdf
27. Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio/technology (Nature Publishing Company)*, *13*(5), 468–74. Retrieved from http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9634787
28. Schnoor, J. L. (2008). Degradation by Plants - Phytoremediation. In *Biotechnology* (pp. 371–384). Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH. http://doi.org/10.1002/9783527620951.ch16

29. Shtangeeva, I., Kahelin, H., & Laiho, J. (2004). Effects of soil fertilization on uptake of macro- and trace elements by wheat. *Mengen- Und Spurenelemente*, 1273–1283. Retrieved from https://spbu.pure.elsevier.com/en/publications/effects-of-soil-fertilization-on-uptake-of-macro-and-trace-elemen
30. Thangavel, P., & Subbhuraam, C. (2004). Phytoextraction: Role of Hyperaccumulators in Metal Contaminated Soils. *Proc. Indian Natn*, 109–130. Retrieved from http://www.insa.nic.in/writereaddata/UpLoadedFiles/PINSA/Vol70B_2004_1_Art07.pdf
31 . Usman, A. R. A., Lee, S. S., Awad, Y. M., Lim, K. J., Yang, J. E., & Ok, Y. S. (2012). Soil pollution assessment and identification of hyperaccumulating plants in chromated copper arsenate (CCA) contaminated sites, Korea. *Chemosphere*, *87*(8), 872–878. http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.01.028
32 . Van Nevel, L., Mertens, J., Oorts, K., & Verheyen, K. (2007). Phytoextraction of metals from soils: How far from practice? *Environmental Pollution*, *150*(1), 34–40. http://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.05.024
33. Vysloužilová, M., Puschenreiter, M., Wieshammer, G., & Wenzel, W. (2006). Rhizosphere characteristics, heavy metal accumulation and growth performance of two willow (Salix × rubens) clones. *PLANT SOIL ENVIRON*, *52*(8), 353–361. Retrieved from http://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/50744.pdf
34. Wu, C.-H., Lin, C.-F., & Chen, W.-R. (2004). Regeneration and Reuse of Water Treatment Plant Sludge: Adsorbent for Cations. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, *39*(3), 717–728. http://doi.org/10.1081/ESE-120027737
35. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of The Total Environment*, *368*(2–3), 456–464. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016